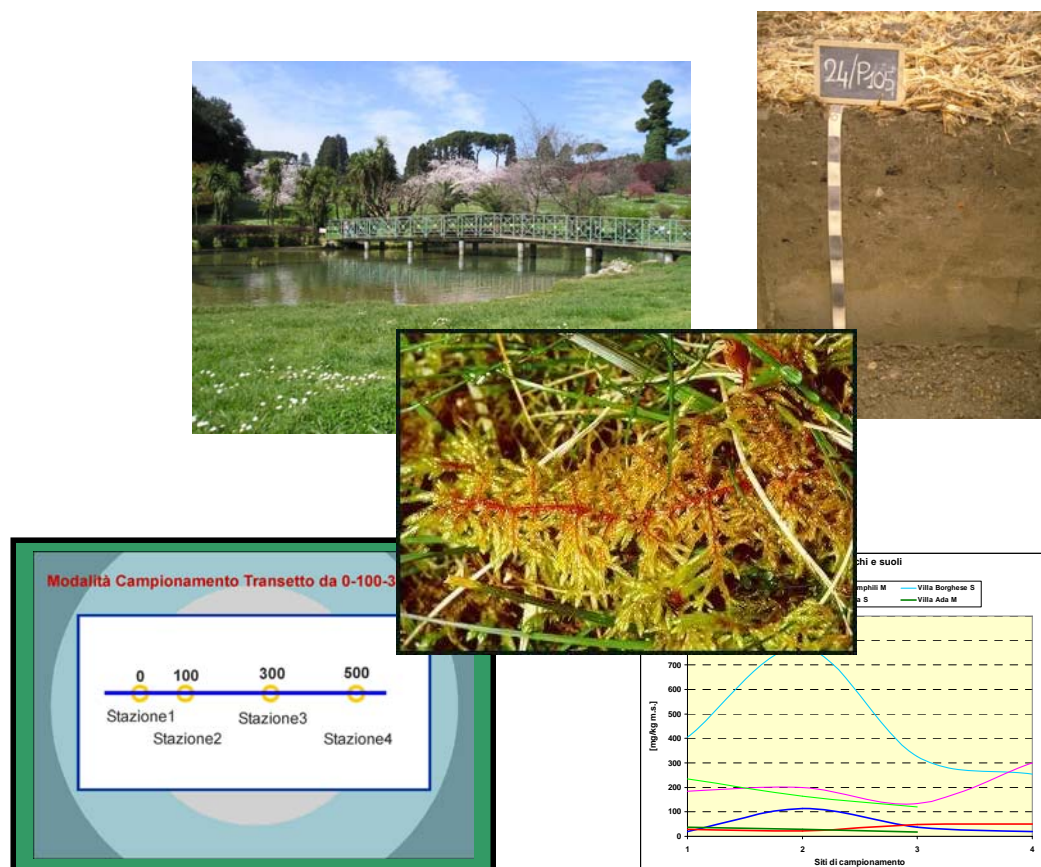


Bioindicatori per valutare la qualità dei suoli di alcuni parchi della città di Roma

R. M. Cenci, D. Dabergami, E. Beccaloni, G. Ziemacki,
A. Benedetti, L. Pompili, A. S. Mellina, M. Bianchi



EUR 23567 IT 2008

The mission of the JRC is to provide customer-driven scientific and technical support for the conception, development, implementation and monitoring of EU policies. As a service of the European Commission, the JRC functions as a reference centre of science and technology for the Union. Close to the policy-making process, it serves the common interest of the Member States, while being independent of special interests, whether private or national.

European Commission
Joint Research Centre

Contact information

Address: R. M. Cenci - TP 280 - Land Management and Natural Hazards Unit
Via E. Fermi n. 2749 21027 ISPRA (VA) Italy
E-mail: roberto.cenci@jrc.it
Tel.: +39 0332 789771
Fax: +39 0332 786394
<http://eusoils.jrc.it/index.html>
<http://www.jrc.ec.europa.eu>

Legal Notice

Neither the European Commission nor any person acting on behalf of the Commission is responsible for the use which might be made of this publication.

Europe Direct is a service to help you find answers
to your questions about the European Union
Freephone number (*):
00 800 6 7 8 9 10 11
(*) Certain mobile telephone operators do not allow access to 00 800 numbers or
these calls may be billed.

A great deal of additional information on the European Union is available on the Internet.
It can be accessed through the Europa server
<http://europa.eu/>

JRC48362

EUR 23567 IT
Catalogue number LB-NA-23567-IT-C
ISSN 1018-5593
ISBN: 978-92-79-10648-4
DOI: 10.2788/29436

Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

© European Communities, 2008

Reproduction is authorised provided the source is acknowledged

Printed in Italy

Riassunto

Il presente studio è stato effettuato al fine di stimare parte della qualità ambientale in alcuni parchi della città di Roma. Per tale indagine sono stati utilizzati muschi, suoli superficiali raccolti nei parchi di Villa Borghese, Villa Ada e Villa Doria Pamphili. Queste aree sono state scelte perché adiacenti a strade ad alto traffico veicolare. Complessivamente sono state approntate 11 stazioni di prelievo.

Sono state valutate le concentrazioni di metalli pesanti quali Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn, Pt e Rh in suoli e muschi, i valori ottenuti hanno permesso di osservare l'andamento spaziale e identificare l'origine delle ricadute degli elementi. In aggiunta su un campione composito di suolo per ogni "villa" è stata stimata la concentrazione di IPA, PCBs e Organoclorurati. Per una indagine più approfondita sono stati altresì utilizzati indicatori microbiologici, biochimici e molecolari della qualità del suolo al fine di valutare l'effetto delle deposizioni al suolo di inquinanti presenti nell'aria nei confronti della popolazione microbica e dei cicli biogeochimici.

L'insieme dei dati ottenuti ha permesso di valutare parte dello stato di salute dei tre parchi romani; l'indagine andrebbe allargata sia agli altri parchi romani sia ai parchi di altre città italiane ed estere utilizzando la stessa metodica per una comparazione dei risultati e per conoscere la qualità dei parchi cittadini al fine di una corretta gestione.

Parole chiave: parchi, muschi, suoli, batteri, metalli pesanti, IPA, PCBs

R. M. Cenci, D. Dabergami, E. *Beccaloni, G. *Ziemacki, A. **Benedetti, L. **Pompili, A. S. **Mellina, M.
***Bianchi

Commissione Europea Centro Comune di Ricerca di Ispra
Istituto dell'Ambiente e della Sostenibilità, Unità Gestione del Territorio e Rischi Naturali T.P. 280
Via E. Fermi, 2749 21027 Ispra (VA).
Tel: 0332-789771; Fax: 0332-780651; E-mail: roberto.cenci@jrc.it

*Istituto Superiore di Sanità
Reparto "Suolo e Rifiuti"
Dipartimento ambiente e connessa prevenzione primaria
Viale Regina Elena, 299 00161 Roma.
Tel: 06-49902770; E-mail: beccaloni@iss.it

**CRA Centro per lo studio delle relazioni tra pianta e suolo
Via della Navicella, 2-4 00184 Roma.
Tel: 06-7008721; E-mail: anna.benedetti@entecra.it

***Ecoconsult
Via Marconi, 15 21026 Gavirate (VA).
Tel: 0332-743200; E-mail: michele.bianchi@libero.it

Introduzione

L'uso di organismi vegetali come indicatori di inquinamento (bioindicatori) si contrappone da diversi anni alle tradizionali tecniche di monitoraggio. I vantaggi risiedono soprattutto nella capacità di questi organismi di fungere da "integratori di dati" e nei bassi costi delle metodiche utilizzate.

Tra gli organismi vegetali i muschi appaiono molto indicati e utilizzati per il monitoraggio delle ricadute al suolo. L'impiego di questi bioindicatori ha permesso il controllo, su buona parte del territorio europeo, delle deposizioni atmosferiche di contaminanti persistenti inorganici (Rüling, 1994; Rüling and Steinnes, 1998; UNECE, 2003). Il monitoraggio ha permesso di valutare nel tempo le variazioni delle deposizioni e di identificarne le fonti di provenienza. Oltre ai metalli pesanti (Rüling and Tyler, 1970; Pilegaard, 1979; Rüling *et al.*, 1987; Ross, 1990; Markert, 1993; Herpin *et al.*, 1996; Berg and Steinnes, 1997; Gerdol *et al.*, 2000; Carballeira *et al.*, 2002; Ötvös *et al.*, 2003; Galsomiès *et al.*, 2003; Harmens *et al.*, 2007; Real *et al.*, 2008) i muschi sono in grado di valutare le ricadute di sostanze organiche (Thomas, 1984; Knulst *et al.*, 1995; Gerdol *et al.*, 2002; Ötvös *et al.*, 2004; Borghini *et al.*, 2005; Xiang Liu *et al.*, 2005; Lim *et al.*, 2006) e radioelementi (Steinnes and Njastad, 1993; Giovani *et al.*, 1994; Delfanti *et al.*, 1999; Kirchner *et al.*, 2002; Ugur *et al.*, 2003). Le caratteristiche intrinseche dei muschi, quali l'assenza di un vero apparato radicale, permettono loro di assorbire i nutrienti direttamente dall'atmosfera e trattenere metalli pesanti derivanti da precipitazioni e deposizioni secche (Rüling and Tyler, 1968). Oltre alla abbondante distribuzione che va dalle aree comprese tra i deserti e i ghiacciai, i muschi sono in grado di vivere in ambienti ad elevata contaminazione. Il raffronto con i metodi convenzionali per la valutazione delle ricadute al suolo, basati sulla raccolta e analisi delle deposizioni, pone i muschi in una situazione di privilegio. In Italia le prime indagini mediante l'utilizzo di muschi risalgono alla fine degli anni '80. L'abbinamento di muschi indigeni, trapiantati e suolo è stato utilizzato per la prima volta, in uno studio che ha avuto lo scopo di valutare le ricadute di radioelementi e metalli pesanti nelle aree potenzialmente interessate alle ricadute di una centrale termoelettrica (Cenci *et al.*, 1995). Lo studio di indagine ambientale qui presentato, mediante muschi e suoli superficiali, ha come obiettivo di valutare la distribuzione spaziale della concentrazione di metalli pesanti, IPA, PCBs, Organoclorurati (Pesticidi totali) in muschi e suoli superficiali raccolti in tre parchi romani. In aggiunta all'indagine dei metalli pesanti e sostanze organiche, al fine di valutare situazioni di disturbo del suolo, sono state prese in considerazione alcune proprietà microbiologiche del suolo per costituire un indicatore biochimico di impatto ambientale.

Area di studio, campionamento, preparazione e analisi

L'area di studio comprende tre parchi romani, Villa Borghese (fig. 1), Villa Ada (fig. 2) e Villa Doria Pamphili (fig. 3). Il campionamento è stato effettuato seguendo lo schema riportato in figura 4. Queste aree sono state scelte perché adiacenti a strade ad alto traffico veicolare.

Complessivamente sono state approntate 11 stazioni di prelievo.

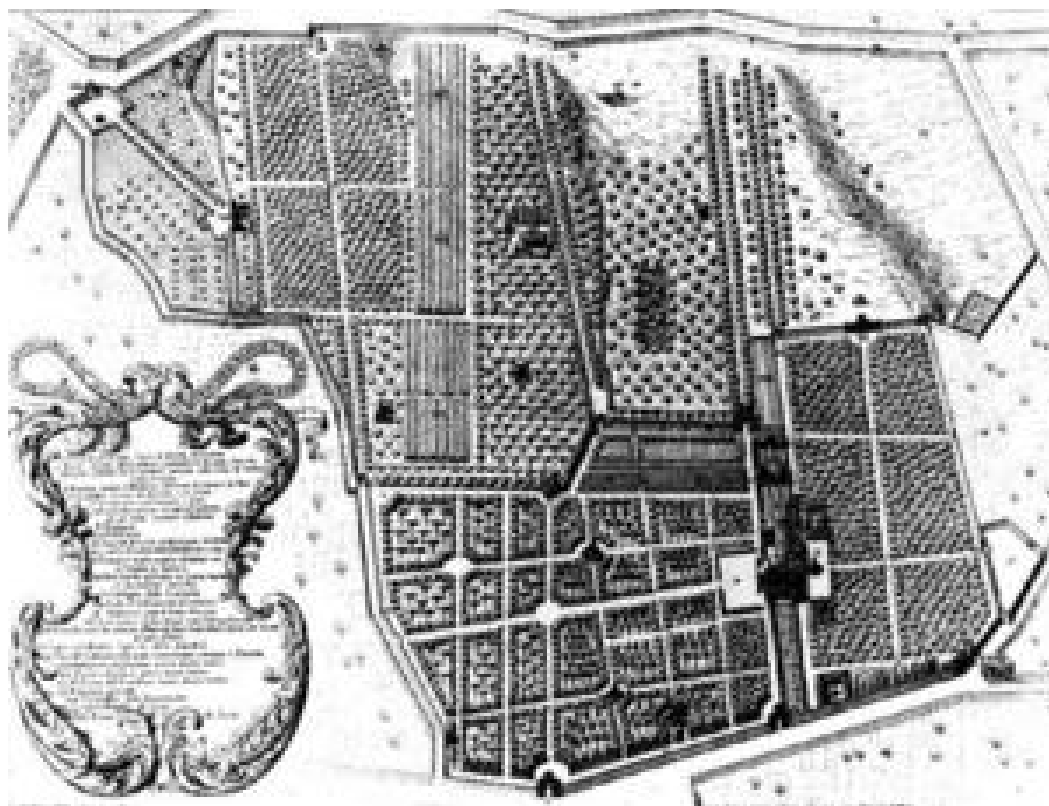


Figura 1. Planimetria storica di Villa Borghese



Figura 2. Parco di Villa Ada



Figura 3. Scorcio del parco di Villa Dora Pamphili

Muschi e suoli

Per ciascun sito sono stati campionati muschio e suolo superficiale seguendo le metodologie pubblicate dall'ANPA (Cenci, 1999).

Sono stati considerati solo i tessuti più recenti di *Eurhynchium praelongum* (Hedw.), *Rhynchostegium megapolitanum* (Weber & D. Mohr) e *Scorpiurum circinatum* (Brid.) comprendenti la parte apicale. Il riconoscimento delle specie di muschio è stato effettuato dalla professoressa Privitera dell'Università di Catania.

In questa indagine sono stati raccolti caulidi di muschio avente lunghezza compresa tra 2 e 3 centimetri.

Contemporaneamente e nelle immediate vicinanze dove è stato raccolto il muschio, è stato campionato anche il suolo.

In ciascun vertice e nella intersezione delle diagonali di un quadrato avente lato 5 metri, si prelevava, dopo aver asportato la lettiera, uno strato superficiale di 5 cm di profondità e 10 cm di lato.

I cinque sottocampioni venivano miscelati per formare un unico campione (Cenci *et al.*, 2003).

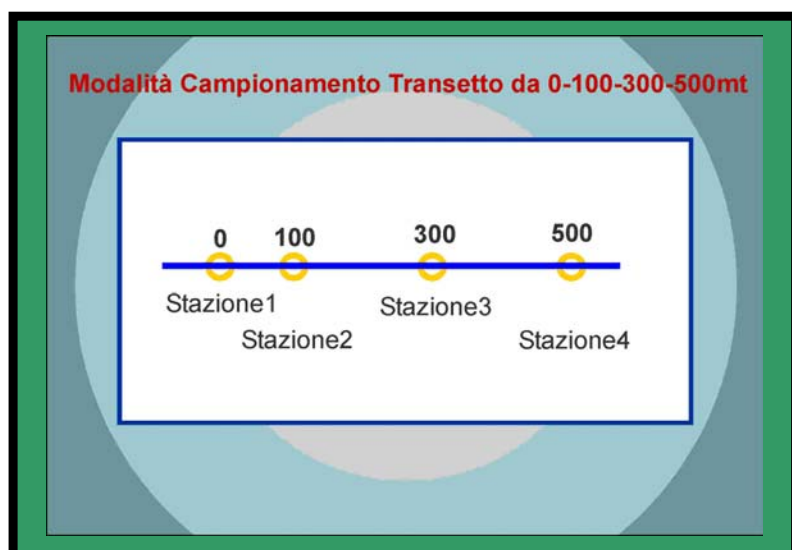


Figura 4. Localizzazione delle aree di campionamento

In laboratorio ogni campione di muschio veniva pulito manualmente ed essiccato a 40 °C per 72 ore. I tessuti mucinali così seccati sono stati macinati in un mulino con corpo e sfere in agata. Sono stati pesati circa 150 mg di campione e sottoposti a mineralizzazione acida in forno a microonde. Dopo la mineralizzazione il campione è stato portato ad un volume finale di 50 ml.

Il suolo dopo la raccolta è stato posto in stufa a 40 °C per 72 ore, setacciato, con setaccio in materiale plastico a maglie di 2 mm, e la parte passata al setaccio macinata in un mulino con corpo e sfere in agata. La mineralizzazione dei suoli, pesando circa 100 mg di campione, è stata effettuata in un forno a microonde seguendo un programma per suoli. Tutte le soluzioni ottenute sono state portate ad un volume di 50 ml con acqua bidistillata.

Nelle soluzioni ottenute dai campioni di muschio e di suolo, mediante Spettrometria di Assorbimento Atomico, sono stati analizzati Alluminio (Al), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Rame (Cu), Nichel (Ni), Piombo (Pb), Vanadio (V) e Zinco (Zn). Per la determinazione di Pt e Rh è stata utilizzata la Spettroscopia a Plasma Induttivo abbinata ad un rivelatore di Massa ad alta risoluzione (ICP-MS), mentre la concentrazione totale del Hg è stata valutata sul campione micronizzato, utilizzando uno Spettrometro di Assorbimento Atomico del tipo AMA solido-liquido (Cossa *et al.*, 2002).

La verifica dell'accuratezza dei dati analitici è stata effettuata mediante l'analisi di materiale certificato standard CRM (Certified Reference Material) (CRM 482 Trace elements in lichen, CRM 141R Calcareous loam soil e CRM 142R Light sandy soil) e NIST (National Institute of Standards & Technology) (NIST 2711, Montana Soil).

Per quanto concerne la ricerca degli IPA i campioni sia di suolo che di muschio, preventivamente essiccati, sono stati sottoposti ad estrazione con una miscela di acetone e esano mediante dibattimento e ultrasuoni. L'estratto è stato centrifugato e filtrato su filtri da 0.2 µm, quindi iniettato in HPLC-FLD. L'identificazione e la quantificazione è stata effettuata con il metodo dello standard esterno in base ad una taratura a 5 punti.

Per la quantificazione dei PCBs e degli Organoclorurati (Pesticidi totali), i campioni di muschio e suolo, preventivamente essiccati, sono stati sottoposti ad estrazione utilizzando una miscela di acetone ed etere di petrolio; l'estratto è stato purificato e desolfurato per passaggio su cartucce di florisil e rame attivato. L'eluato concentrato è stato ripreso con 1 ml di isoottano, quindi iniettato in GC – ECD. L'identificazione e la quantificazione è stata effettuata con il metodo dello standard esterno in base ad una taratura a 5 punti.

Per le analisi microbiologiche ciascun campione è stato essiccato all'aria e vagliato a 2 mm. Tutti i risultati sono riferiti al peso del terreno seccato in stufa a 105°C per 24 ore; ogni misura analitica è stata effettuata in doppio, ad eccezione della determinazione della biomassa microbica, per la quale le analisi sono state effettuate in triplo.

La ritenzione idrica dei suoli è stata misurata, su campioni vagliati, per mezzo dell'apparato di Richards (cella a pressione) (Richards et Fireman, 1943). Il contenuto di sostanza organica (S.O.) è stato stimato in maniera indiretta determinando la concentrazione di carbonio organico totale (C_{org}) [g C organico/100 g suolo] mediante il metodo analitico di Springer e Klee (1954), come riportato da Sequi et De Nobili (2000), e moltiplicando il valore ottenuto per il coefficiente di Van Bemmelen (1,724), che si basa sull'assunto secondo il quale la sostanza organica del suolo contiene circa il 58% di carbonio organico.

Il carbonio della biomassa microbica (C_{mic}) è stato misurato con il metodo della fumigazione- estrazione secondo Vance *et al.* (1987), su campioni di terreno seccati all'aria e quindi condizionati attraverso un'incubazione di 10 giorni in contenitori aperti di vetro, con umidità (corrispondente alla ritenzione idrica dei campioni a -33 KPa) e temperatura (30°C) costanti. L'incubazione è stata impiegata allo scopo di riportare l'attività microbica, nei limiti sperimentali (Stotzky *et al.*, 1962), al massimo livello ipotizzabile in campo (condizioni potenziali). I valori medi di C_{mic} sono riportati in mg C/kg di suolo, riferito al peso del terreno seccato in stufa a 105°C. L'attività di mineralizzazione della sostanza organica da parte dei microrganismi del suolo è rappresentata da misure di respirazione del terreno. Per ciascun campione è stata misurata in un sistema chiuso secondo la metodica descritta da Isermeyer (1952). Due repliche di ciascun campione di suolo sono state umettate al valore di ritenzione idrica (-33kPa) ed incubate a 30°C. La misura dell'evoluzione di CO_2 è stata protratta ad ottenere valori costanti per ciascun gruppo di campioni (respirazione basale) ovvero fino a 27 giorni, C_{27} . In tabella 4 è stata riportata anche la misura dell'evoluzione di CO_2 al primo giorno di incubazione (C_1). Come indicazione dell'attività della biomassa microbica, al ripristino delle condizioni ottimali di temperatura e umidità ("priming effect"). Il quoziente metabolico $q(CO_2)$ [(mg C kg^{-1} suolo)/ora], definito come respirazione specifica della biomassa microbica, è stato calcolato dalle misure di respirazione basale dei campioni con l'espressione $q(CO_2) = [(mg\ C-CO_2 / mg\ C_{mic} \times kg\ suolo) / ore]$ (Anderson et Domsch, 1993). Il rapporto [$C_{mic} : C_{org}$] è stato utilizzato come indice della percentuale di biomassa microbica rispetto al contenuto in carbonio organico totale (Anderson et Domsch, 1989).

Il quoziente di mineralizzazione (qM)= [(mg C- CO_2 cumulativo)/mg C_{org} x kg suolo] rappresenta l'attività microbica rispetto al substrato organico e permette una analisi immediata sull'attività microbiologica. Infine, la mineralizzazione del carbonio organico è stata calcolata dai valori cumulativi

di respirazione attraverso un modello esponenziale di decomposizione della sostanza organica di primo ordine [$C_t = C_0(1 - e^{-kt})$] (Statistica 4.0 for Windows). Nel modello C_t corrisponde al valore cumulativo del carbonio mineralizzato nel tempo t di osservazione (giorni), mentre il C_0 è il carbonio potenzialmente mineralizzabile e k è la costante cinetica (Riffaldi *et al.*, 1996). I valori di R^2 indicano la corrispondenza statistica del modello ai dati sperimentali.

Risultati e discussione

Fattore di arricchimento

La concentrazione dell'alluminio, quale elemento conservativo (Wiersma *et al.*, 1987; Torunn *et al.*, 1995), è stata valutata sia nei muschi sia nei suoli. I valori di concentrazione sono stati utilizzati per identificare l'origine delle ricadute degli elementi indagati.

Tale "normalizzazione" dei valori di concentrazione dei metalli pesanti nei suoli e nei muschi con l'alluminio (Olmez *et al.*, 1985; Bargagli, *et al.*, 1994) permette di discriminare e identificare l'apporto antropico da quello naturale in accordo con la seguente formula (Puckett et Finegan, 1980):

$$F.A = (X \text{ moss} / Al \text{ moss} / X \text{ soil} / Al \text{ soil})$$

Da tale approccio si ottiene il Fattore di Arricchimento (F.A.): se superiore a 15, le concentrazioni riscontrate nei muschi possono essere causate da attività antropiche o eventi naturali (attività vulcanica, incendi boschivi ecc.), se F.A. è inferiore a 5 significa che c'è una origine prevalentemente influenzata dal suolo. Tra 5 e 15, suolo e attività antropiche concorrono nelle stesse misure. Le stime sui F.A. (tabella 1) effettuate nelle aree di campionamento dei tre parchi romani hanno evidenziato solo per il Cd nel parco della Villa Pamphili e per lo Zn nel parco di Villa Borghese, una origine prevalentemente antropica. Per i restanti elementi e negli altri siti di indagine, l'origine deve essere imputata in larghissima maggioranza al substrato/soilo.

Elemento	Villa Ada (F.A.)	Villa Borghese (F.A.)	Villa Pamphili (F.A.)
Cd	7	8	12
Cr	2	3	2
Cu	2	2	2
Hg	2	4	2
Ni	1	1	1
Pb	1	2	1
V	2	3	2
Zn	6	11	2
Pt	1	1	1
Rh	2	3	2

Tabella 1. Valori medi del Fattore di Arricchimento per i tre parchi romani

Risultati in muschi e suoli

I valori medi di concentrazione delle indagini effettuate nei muschi e nei suoli raccolti nei tre parchi sono riportati in tabella 2, mentre la visualizzazione grafica dei medesimi valori medi è rappresentata nelle figure 5, 7, 8 e 11.

Metalli pesanti

Cd (Cadmio)

L'aspetto generale non evidenzia importanti differenze di concentrazione degli elementi indagati sia tra le ville sia in funzione della distanza dalle strade.

Questa prima osservazione permette di formulare una ipotesi circa la distribuzione delle ricadute: la sedimentazione degli elementi dispersi nell'aria, avviene in modo

alquanto omogeneo e non nelle immediate vicinanze dal punto principale di emissione.

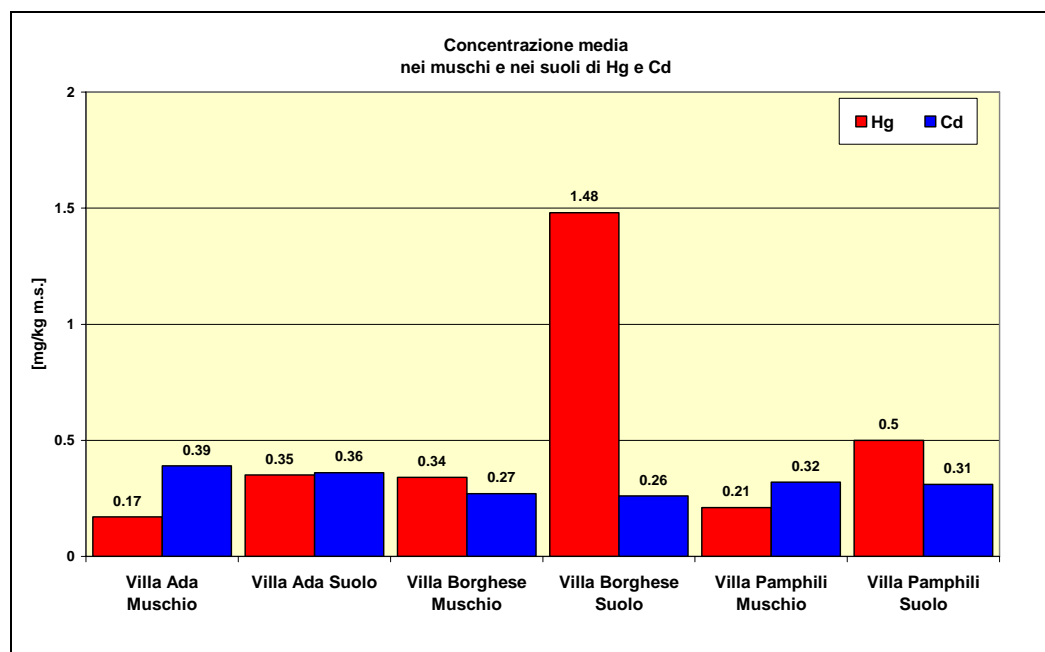


Figura 5. Valori medi di concentrazione degli elementi Hg e Cd in muschi e suoli

Esaminando ogni singolo elemento si può osservare come il Cd, nel parco di Villa Ada, presenta una riduzione di concentrazione nei muschi allontanandosi dalla strada. Tale andamento è confermato dai valori ottenuti nei suoli. Per le restanti ville non si osservano particolari variazioni di concentrazione su tutto il transetto.

Una comparazione con la situazione italiana vede i valori delle tre ville compresi tra quanto riscontrato in due regioni Sicilia (0.24 mg/kg) e Piemonte (0.59 mg/kg), la prima con una vocazione prevalentemente agricola-turistica, mentre la seconda industriale-agricola (Cenci *et al.*, 2003).

Tabella 2. Concentrazione media nei muschi e nei suoli di metalli pesanti, IPA tot, PCB tot, Organoclorurati (Pesticidi totali)

Analisi	Villa Ada		Villa Borghese		Villa Pamphili	
	muschio	suolo	muschio	suolo	muschio	suolo
Al (mg/kg m.s.)	11900	63100	7900	63600	10600	71000
Cd (mg/kg m.s.)	0.39	0.36	0.27	0.26	0.32	0.31
Cr (mg/kg m.s.)	14.5	37	13.3	36	14,4	44
Cu (mg/kg m.s.)	34	73	39	156	33	100
Hg (mg/kg m.s.)	0.17	0.35	0.34	1.48	0.21	0.50
Ni (mg/kg m.s.)	7.1	33	6	34	8.3	39
Pb (mg/kg m.s.)	28	173	48	440	38	205
V (mg/kg m.s.)	17.1	49	16	51	17	51
Zn (mg/kg m.s.)	71	148	85	170	58	190
Pt (µg/kg m.s.)	3.9	27	2.7	24	5.1	41
Rh (µg/kg m.s.)	5.3	13	4.0	20	2.9	11
IPA tot (µg/kg m.s)	701	1522	355	736	509	600
PCBtot (µg/kg m.s)	17.8	10	20.6	8.2	22.8	7.4
OCItot (µg/kg m.s)	5.9	6.7	6.9	2.7	6.4	7.8

In 23 campioni di muschio, in un area interessata dalle ricadute di una centrale termoelettrica che utilizzava carbone e oli densi, il valore medio è stato pari a 0.96 mg/kg (Cenci *et al.*, 1995). In 60 campioni raccolti un'area altamente industrializzata, con la presenza di un denso reticolo abitativo e una agricoltura a monocoltura, si è ottenuto un valore medio pari a 1.6 mg/kg (Cenci *et al.*, 2003). Sempre in Italia, in una area naturale, si è ottenuto lo stesso valore medio riscontrato in Sicilia (Agnorelli *et al.*, 2001). In Ungheria, a seguito della presenza di industrie chimiche, raffinerie, miniere e per l'utilizzo di fertilizzanti in agricoltura, il valore medio è risultato pari a 0.9 mg/kg (Ötvös *et al.*, 2003). Valore simile si è riscontrato in Belgio (0.78 mg/kg), per i restanti paesi europei, i valori oscillano tra 0.1 e 0.4 mg/kg (UNECE, 2003).

Cr (Cromo)

La figura 6 illustra l'andamento della concentrazione del cromo in suoli e muschi nei tre transetti delle ville. I valori ottenuti non si differenziano in modo significativo nelle tre aree indagate sia per quanto riguarda i suoli sia per i valori di concentrazione nei muschi. Per questi ultimi le concentrazioni riscontrate sono riferibili ad un'area ad elevata industrializzazione o area urbana (Cenci *et al.*, 2003). I valori di aree "naturali" o a ridotta antropizzazione sono compresi tra 4 e 6 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001; Agnorelli *et al.*, 2001). In Europa i valori più elevati sono stati osservati in Romania (8.5 mg/kg) e Belgio (8.2 mg/kg), in Italia la concentrazione media è risultata 3.6 mg/kg mentre nelle restanti nazioni europee i valori sono compresi tra 0.7 mg/kg (Svezia) e 7.5 mg/kg (Macedonia) (UNECE, 2003).

Per quanto riguarda il suolo i valori di concentrazione sono compresi tra 30 e 50 mg/kg, valori che non destano preoccupazione essendo 3-4 volte inferiori a quanto riportato nel D.L. numero 152 del 2006, tabella 1, colonna A per siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale (Italia, 2006).

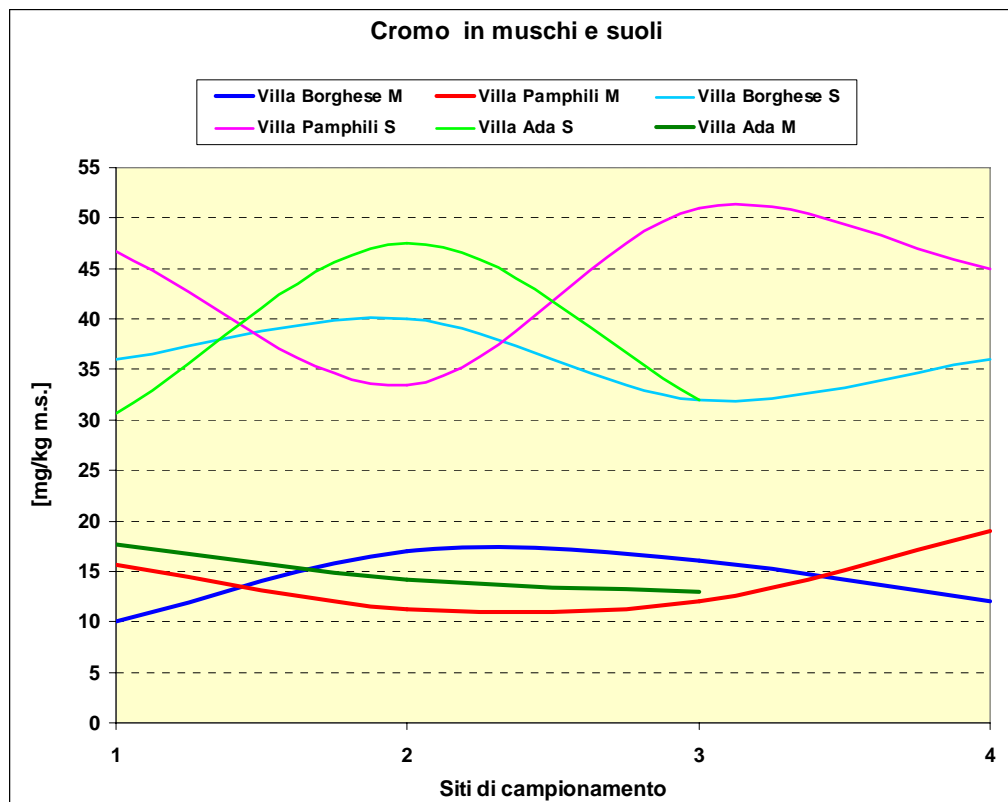


Figura 6. Andamento spaziale della concentrazione di Cr (mg/kg) in muschi e suoli

Cu (Rame)

Quanto detto per l'elemento Cr vale per il Cu, è stato riscontrato un valore medio pari a 35 mg/kg, valore elevato se raffrontato con quanto riscontrato in Sicilia e Piemonte con rispettivamente 17,3 e 18,7 mg/kg (Cenci *et al.*, 2003). Nella provincia di La Spezia, per la presenza di una centrale termoelettrica, è stato osservato un valore medio pari a 30,9 mg/kg (Cenci *et al.*, 1995). In aree non antropizzate i valori sono compresi tra 6 e 7 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001; Agnorelli *et al.*, 2001). In Italia il valore medio è pari a 7,5 mg/kg (Rhuling and Steinnes, 1998). In Europa i valori medi più elevati sono stati riscontrati in Romania (21,5 mg/kg), Serbia (16,9 mg/kg) e Bulgaria (14,5 mg/kg), per le restanti nazioni i valori sono compresi tra 3 e 9 mg/kg (UNECE, 2003). In riferimento ai suoli, le concentrazioni riscontrate sono risultate elevate, nel transetto di villa Borghese il valore medio (156 mg/kg) supera il limite del D.L. numero 152 del 2006, tabella 1, colonna A per siti ad uso vede pubblico, privato e residenziale.

Hg (Mercurio)

L'elemento Hg nel suolo, indica per tutte le ville concentrazioni più elevate nel punto di maggior vicinanza con la strada, con una tendenza alla riduzione andando verso le aree più interne. Valori particolarmente elevati si osservano nei suoli e nei muschi di villa Borghese, dove il suolo supera il limite del D.L. numero 152 del 2006, tabella 1, colonna A per siti ad uso vede pubblico, privato e residenziale. Le restanti due ville evidenziano una distribuzione di concentrazione nei muschi, costante lungo tutto il transetto.

Le fonti di emissione di mercurio nell'atmosfera possono essere numerose tra queste termodistruttori, impianti per produzione di energia elettrica, utilizzo di combustibili fossili quale il carbone, impianti cloro-alcalini, ecc. Occorre tuttavia segnalare che la stragrande maggioranza di mercurio si trova in atmosfera, questo spiega la sua distribuzione e ricaduta al suolo alquanto omogenea su tutto il pianeta (Balarama Krishna *et al.*, 2003). In una indagine effettuata in Piemonte la distribuzione della concentrazione appariva alquanto monotona, il valore medio è risultato pari a 0.12 mg/kg, mentre nei muschi raccolti nella regione Sicilia il valore medio è risultato 0.6 mg/kg (Cenci *et al.*, 2003). In un'area naturale quale il Parco dei Monti Sibillini il valore medio ottenuto è stato 0.06 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001). Così sulle colline del reggiano, in un'area a ridotta pressione antropica è stato osservato un valore pari a 0.08 mg/kg (Cenci *et al.*, 2000). In Friuli Venezia Giulia, regione con presenza di impianti industriali, centrali termoelettriche e inceneritori è stato osservato un valore medio pari a 0.22 mg/kg (Pecchiari *et al.*, 1998). Nei pressi di una centrale termoelettrica il valore massimo riscontrato è stato pari a 0.35 mg/kg (Cenci *et al.*, 1995). In Europa, su 26 nazioni, quattro presentano valori medi simili a quanto riscontrato nei parchi romani: Belgio (0.13 mg/kg), Bosnia (0.17 mg/kg), Slovacchia (0.18 mg/kg) e Serbia (0.39 mg/kg). Per le restanti nazioni, i valori ottenuti dall'analisi dei muschi, sono risultati alquanto inferiori (UNECE, 2003).

Ni (Nichel)

I valori di concentrazione del Nichel sono risultati alquanto costanti nelle aree indagate. I valori medi sono compresi tra 6 e 8 mg/kg e non si denotano particolari arricchimenti nelle aree più prospicienti ai bordi stradali.

In Italia, la provincia di Varese ha un valore pari a 17,6 mg/kg (Cenci *et al.*, 2001), mentre valori nettamente inferiori sono stati riscontrati nelle provincie di Trento (2.1 mg/kg), Reggio Emilia (2,7 mg/kg) (Cenci *et al.*, 2000) e in Friuli Venezia Giulia (4,4 mg/kg) (Pecchiari *et al.*, 1998).

In Europa si osservano valori medi inferiori e superiori a quanto riscontrato nei parchi romani e precisamente: Portogallo (11,5 mg/kg), Olanda (15 mg/kg), Russia penisola di Kola (15,4 mg/kg) (Rühling *et al.*, 1998), Germania (2,4 mg/kg) (Herpin and Berlekamp, 1996), Lituania (2,3 mg/kg) (Čeburnis and Valiulis, 1996), Finlandia (1,38 mg/kg), Estonia (1,01 mg/kg) e Regno Unito (0,77 mg/kg) (UNECE, 2003).

Per i suoli quanto detto per l'elemento Cr si addice per il Ni, i valori medi sono compresi tra 33 e 39 mg/kg e non si evidenziano particolari aree di arricchimento.

Pb (Piombo)

La figura 9 mostra l'andamento del Pb, escludendo il secondo campionamento per il suolo di Villa Borghese, le distribuzioni spaziali della concentrazione possono essere considerate costanti.

Le concentrazioni di piombo nei muschi sono da ritenersi simili a quelle riscontrate in aree urbane (Cenci *et al.*, 2001), poiché non risentono più delle ricadute da piombo in quanto le benzine, da numerosi anni, non sono più additivate con piombo tetra etile. I muschi raccolti riassumono e hanno integrato le ricadute del Pb e degli altri elementi indagati avvenute negli ultimi 4-5 anni.

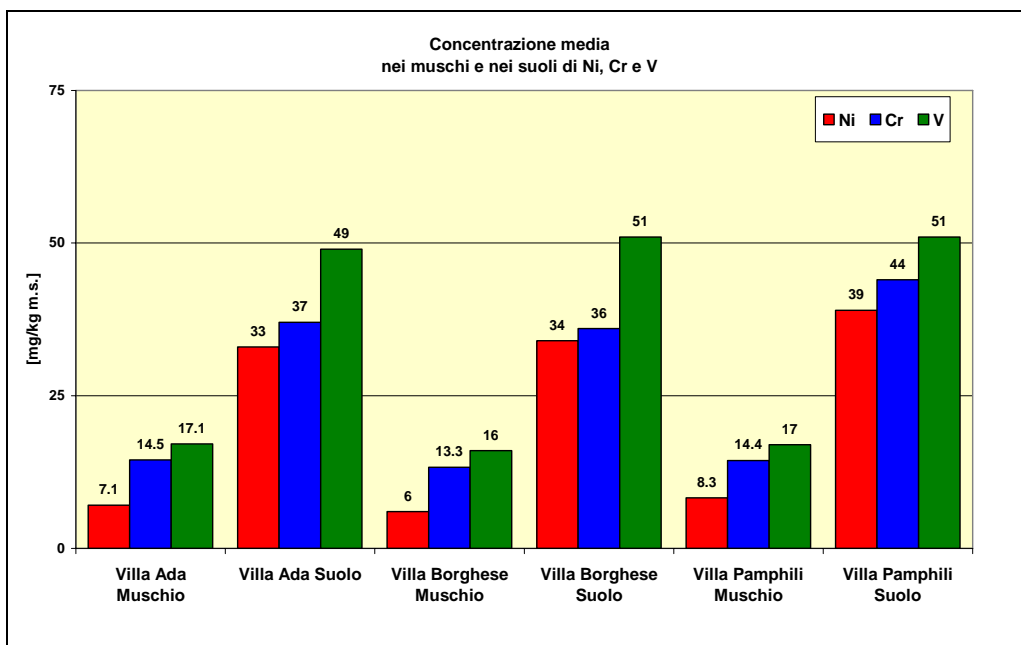


Figura 7. Valori medi di concentrazione degli elementi Ni, Cr e V in muschi e suoli

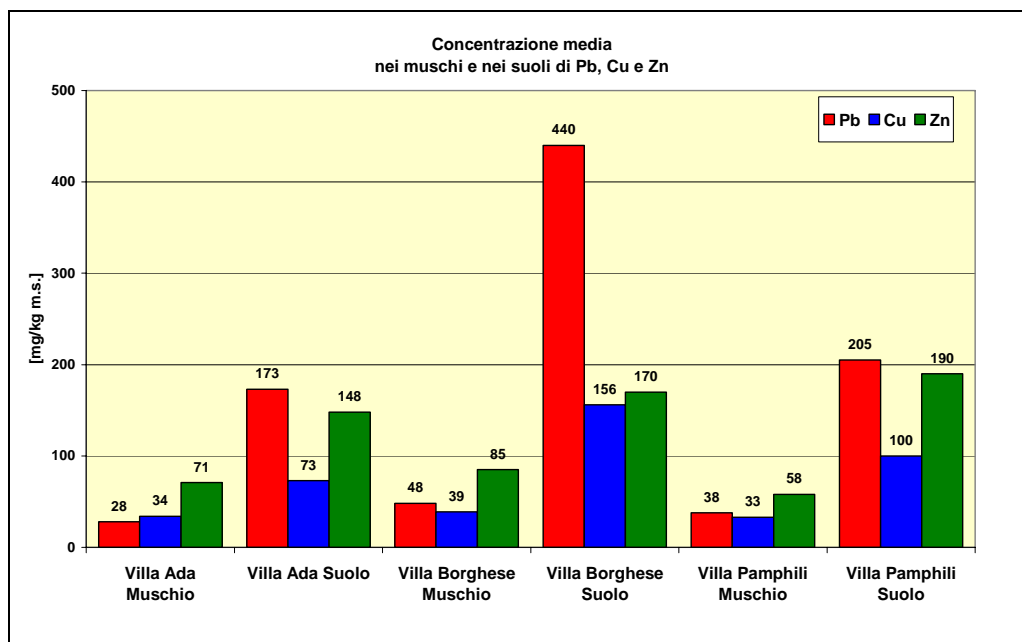


Figura 8. Valori medi di concentrazione degli elementi Pb, Cu e Zn in muschi e suoli

Occorre segnalare i valori di concentrazione riscontrati nei suoli e in particolare di Villa Borghese. Tali valori sono risultati alquanto elevati, l'origine dovrebbe essere imputabile ai decenni di utilizzo di benzine con piombo, una analisi isotopica permetterebbe di confermare tale osservazione (Farmer *et al.*, 2002). Appare comunque indubbio che il traffico veicolare abbia giocato un ruolo importante nell'immettere nell'ambiente ingenti quantità di piombo (Pacyna *et al.*, 1991).

In uno studio effettuato in suoli raccolti in parchi di ville romane, Angelone e colleghi (1995) hanno trovato un valore medio di 330 mg/kg. Valori simili sono stati riscontrati nella città di Palermo (253 mg/kg) (Salvaggio Manta *et al.*, 2002), Pittsburg (398 mg/kg) (Carey *et al.*, 1980).

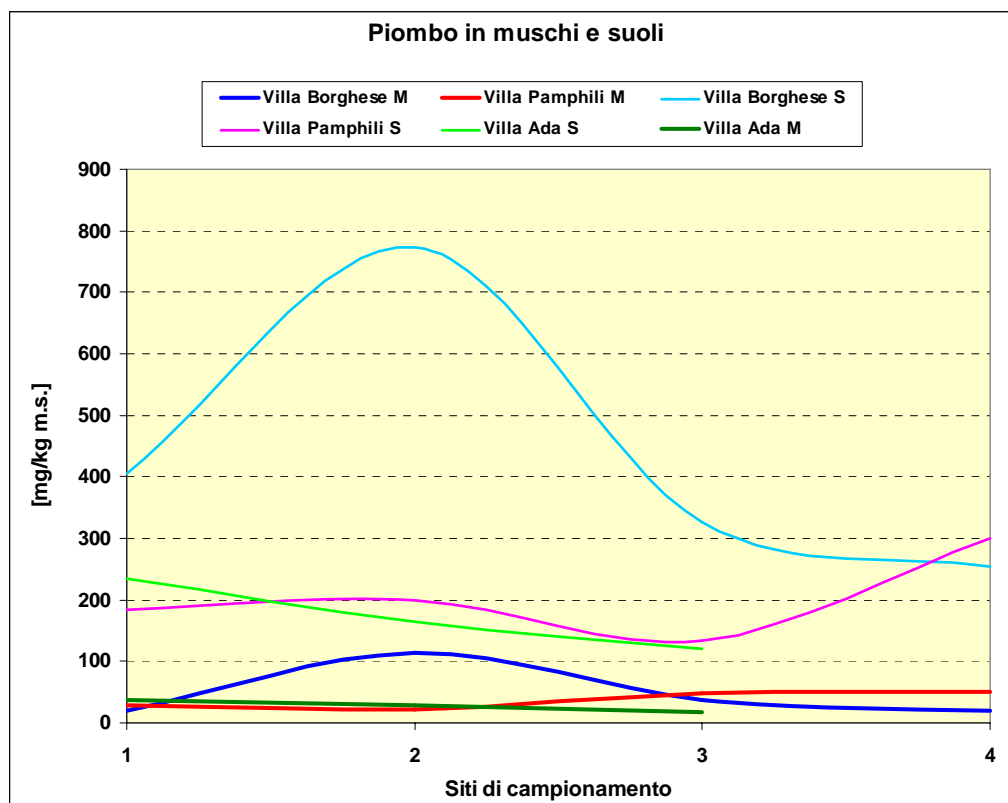


Figura 9. Andamento spaziale della concentrazione del Pb

In Sicilia il valore medio nei muschi è stato pari a 8.2 mg/kg, tre volte inferiore a quanto ottenuto in Piemonte (26.1 mg/kg), le differenze di concentrazione riscontrate nelle due aree sono dovute, oltre ad una minore industrializzazione del territorio siciliano, anche ad un traffico veicolare meno intenso. In un'area naturale quale il Parco dei Monti Sibillini (Cenci *et al.*, 2001), la concentrazione di Pb (8 mg/kg) è risultata identica a quanto riscontrato nel territorio siciliano, mentre in un'area industriale-urbana-agricola si è ottenuto un valore medio pari a 19 mg/kg (Cenci *et al.*, 2003). A livello nazionale il valore medio è risultato pari a 9.4 mg/kg, concentrazioni simili sono state riscontrate in Europa, fanno eccezione Bulgaria (18.9 mg/kg), Belgio (23.8 mg/kg) e Slovakia (28.3 mg/kg) dove i valori sono simili a quanto osservato nei tre parchi (UNECE, 2003).

V (Vanadio)

I valori medi di vanadio sono dell'ordine di 16-17 mg/kg, tali concentrazioni risentono e sono influenzate dagli scarichi dei motori a combustione interna che utilizzano derivati del petrolio. Il petrolio notoriamente contiene quantità importanti di vanadio. Nei tre transetti non si osservano particolari aree di arricchimento, si potrebbe ipotizzare una distribuzione con successiva ricaduta al suolo alquanto uniforme per l'intera area indagata. Quanto detto è avvalorato anche dalle concentrazioni dell'elemento nei suoli i cui valori medi sono attorno a 50 mg/kg e abbondantemente sotto la soglia della lista A del D.L. numero 152. Nei suoli della città di Madrid, De Miguel e colleghi (1998) hanno trovato un valore pari a 30 mg/kg).

In Italia la concentrazione nei muschi, in aree naturali, è risultata pari a 1,5 mg/kg (Agnorelli *et al.*, 2001), mentre un valore simile (13 mg/kg) è stato riscontrato in uno studio effettuato su tutto il territorio della regione Piemonte (Cenci *et al.*, 2003).

In Europa nazioni quali Bosnia (7,2 mg/kg), Bulgaria (7,6 mg/kg), Romania (8 mg/kg) e Serbia (9,3 mg/kg) registrano valori medio-alti, mentre le restanti nazioni europee i valori sono compresi tra 1-4 mg/kg (UNECE, 2003).

Zn (Zinco)

Lo zinco presenta valori medi alquanto elevati, l'intervallo è compreso tra 58 e 85 mg/kg, anche per lo Zn non si registrano aree di arricchimento. I valori medi italiani (42,2 mg/kg) ed europei (37,3 mg/kg), si pongono significativamente al di sotto di quanto riscontrato nei parchi romani.

Esperienze con muschi nelle province di Trento (57 mg/kg), Varese (60 mg/kg), Reggio Emilia (60 mg/kg), Gorizia (73 mg/kg) (Cenci *et al.*, 2001) e in aree ad elevata industrializzazione quali Castano Primo (Mi) (72 mg/kg) hanno evidenziato valori simili.

In Europa in nazioni quali Norvegia (45 mg/kg) (Berg and Steinnes, 1997), Slovacchia (47,7 mg/kg), Russia nella regione di Leningrado (48,1 mg/kg), Portogallo (48,8 mg/kg), Polonia (53,1 mg/kg), Germania (53,9 mg/kg) (Rühling and Steinnes, 1998) i valori sono di poco inferiori a quanto riscontrato nel parco della Villa Pamphili. Per i suoli i valori di concentrazione sono compresi tra 150 e 190 mg/kg, gli elevati valori riscontrati nei muschi indicano che è presente un importante rateo di deposizione e, a seguito di ricadute dell'elemento, con il tempo ha influito nell'innalzare i valori di concentrazione nei suoli. Valori simili sono stati osservati nella città di Palermo (151 mg/kg) (Salvaggio Manta, 2002), Madrid (210 mg/kg) (De Miguel *et al.*, 1998) e Londra (183 mg/kg) (Thornton, 1999).

Pt (Platino) e Rh (Rodio)

La figura 10 illustra l'andamento della concentrazione del Pt, per quanto riguarda i muschi si osserva una costanza spaziale nella distribuzione della concentrazione.

Per quanto riguarda i suoli di Villa Pamphili si osserva un aumento all'aumentare della distanza con la strada, per Villa Borghese il valore più elevato si osserva nel secondo punto di campionamento che dista 100 m dalla strada, andamento opposto per Villa Ada. In due transetti autostradali italiani, Varese-Milano e Milano-Venezia, alla distanza di 10-15 metri dal bordo stradale, sono stati trovati valori di concentrazione in muschi rispettivamente pari a 49 e 397 µg/kg, mentre nei suoli i valori sono stati 7 e

6.2 $\mu\text{g/kg}$ (Cenci *et al.*, 2004). Angelone e colleghi (2002) nei suoli superficiali di Palermo, Napoli e Roma hanno trovato rispettivamente 3.6; 8.5 e 11.5 $\mu\text{g/kg}$. Nei suoli lungo una importante arteria stradale austriaca è stato osservato un valore medio pari a 134 $\mu\text{g/kg}$ (Fritsche and Meisel, 2003).

Per l'elemento Rh nei muschi, vale quanto detto per il Pt, mentre nei suoli in due ville Ada e Pamphili i valori sono pressoché costanti lungo i transetti. Nei suoli del parco di Villa Borghese si osserva un aumento di concentrazione nei due punti centrali (100 e 300 m), il punto vicino alla strada e il più lontano presentano valori simili di concentrazione. Un valore simile è stato trovato da Fritsche and Meisel (2003) lungo una strada austriaca.

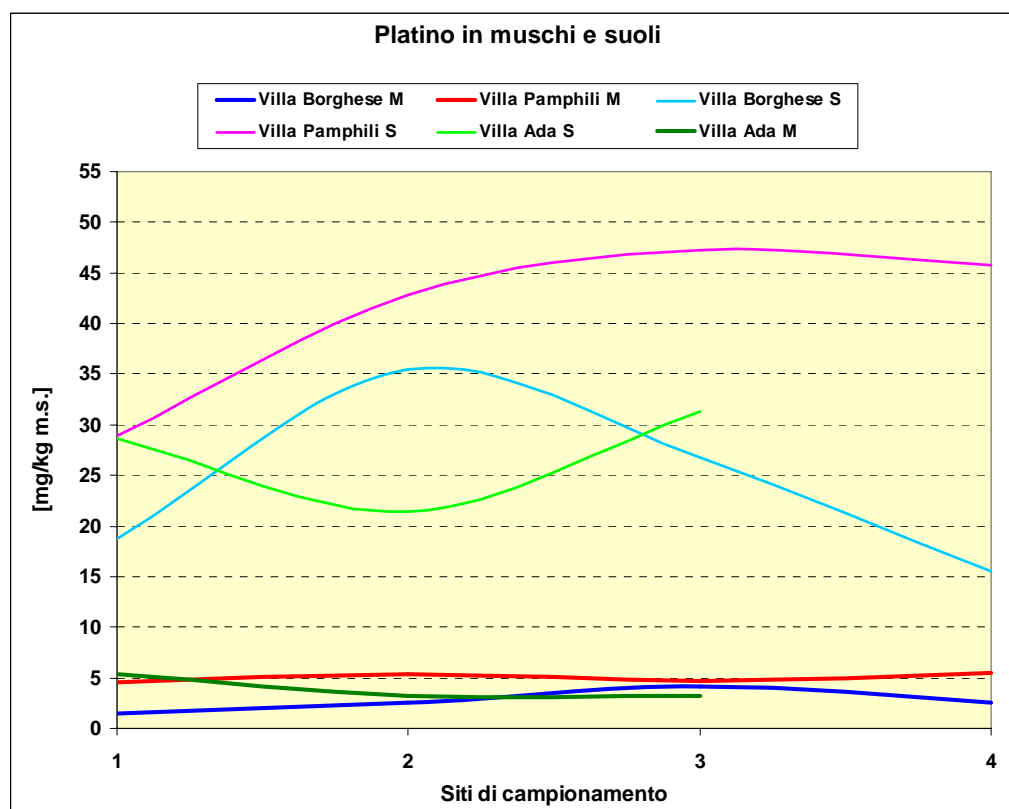


Figura 10. Andamento spaziale della concentrazione del Pt

Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)

Muschi

I valori totali di concentrazione degli IPA, ottenuti nei campioni compositi, presentano un intervallo compreso tra 350 e 700 $\mu\text{g/kg}$, tali valori sono in accordo con quanto osservato da Viskari e colleghi (1997) in uno studio che ha visto l'utilizzo di muschi trapiantati nelle vicinanze di strade ad elevata percorrenza, i valori di concentrazione riscontrati sono compresi tra 230 e 490 $\mu\text{g/kg}$, inoltre gli stessi autori hanno stimato un valore di fondo pari a 133 $\mu\text{g/kg}$. Cenci e colleghi (2004) in due transetti autostradali italiani ad elevata percorrenza hanno trovato valori compresi tra 201 e 573 $\mu\text{g/kg}$. In Polonia, in due parchi nazionali, sono stati trovati valori 622 e 587 $\mu\text{g/kg}$ nel

muschio *Hylocomium splendens* (Hedw.) (Zdzislaw *et al.*, 2002), mentre in due aree industrializzate della Repubblica Ceca nel muschio *Hypnum cupressiforme* (Hedw.) sono stati trovati valori pari a 3057 e 3670 µg/kg (Holoubek *et al.*, 2000). Ryszard (2002) nella città di Varsavia, in uno studio condotto sul bordo di strade ad elevato traffico, utilizzando il muschio *Hylocomium splendens* ha trovato valori compresi tra 828 e 3573 µg/kg.

Suoli

I suoli del parco di Villa Ada hanno registrato il valore più elevato in IPA pari a 1522 µg/kg, mentre Villa Pamphili il valore più basso con 600 µg/kg. Cenci e colleghi (2004) in due transetti autostradali italiani ad elevata percorrenza (Varese-Milano e Milano-Venezia), hanno trovato valori compresi tra 129 e 2051 µg/kg.

Un raffronto con situazioni internazionali pone i suoli delle tre aree indagate in una situazione di discreta “tranquillità”; nel Sud Corea il valore medio per suoli agricoli è risultato 236 µg/kg, mentre un valore pari a 257 µg/kg è stato osservato in aree metropolitane, 271 µg/kg in aree montagnose e 578 µg/kg in aree industriali (Nam *et al.*, 2003). In due località cinesi, la prima vicino ad un’area a ridotta antropizzazione e la seconda nelle vicinanze di un centro urbano sono stati trovati valori di IPA nei suoli rispettivamente pari a 1083 e 6248 µg/kg (Tao *et al.*, 2004). Motelay-Massei e colleghi (2004) nei suoli del bacino della Senna in differenti ambienti hanno trovato concentrazioni quali: 5650 µg/kg in area industriale, 2780 µg/kg area urbana, 940 e 450 µg/kg in aree naturali, 1670 e 2690 µg/kg in aree sub-urbane.

PoliCloroBifenili (PCBs)

Muschi e suoli

I valori di concentrazione riscontrati nei tre parchi romani per i muschi e suoli superficiali sono risultati alquanto omogenei e gli intervalli sono compresi 18 e 23 µg/kg per i muschi e circa la metà per i suoli.

Motelay-Massei e colleghi (2004) nei suoli del bacino della Senna in differenti ambienti hanno trovato concentrazioni di PCBs quali: 342 µg/kg in area industriale, 5,5 µg/kg area urbana, 18,2 µg/kg in un’area naturale, 40,1 e 0,13 µg/kg in aree sub-urbane. Krauss e Wilcke (2003) hanno trovato valori sovrapponibili a quanto riscontrato nei suoli dei tre parchi romani; in aree urbane (13 µg/kg), nelle vicinanze di strade (14,3 µg/kg), in parchi (5,5 µg/kg), in siti industriali (21,9 µg/kg) e in aree rurali (1,7 µg/kg). Le concentrazioni di PCBs variano in modo significativo in funzione dell’area di campionamento e della pressione antropica del suolo, uno studio in Svezia (Backe *et al.*, 2004) ha riscontrato intervalli di concentrazione compresi tra 2,3 e 332 µg/kg. Nelle aree a ridotta pressione antropica, quali le montagne, sono stati trovati valori inferiori a 1 µg/kg (Grimalt *et al.*, 2004). Per quanto riguarda i muschi, pochi sono i dati in bibliografia, valori compresi tra 51 e 140 sono stati trovati negli anni ’80 in Finlandia (Himberg and Pakarinen, 1994).

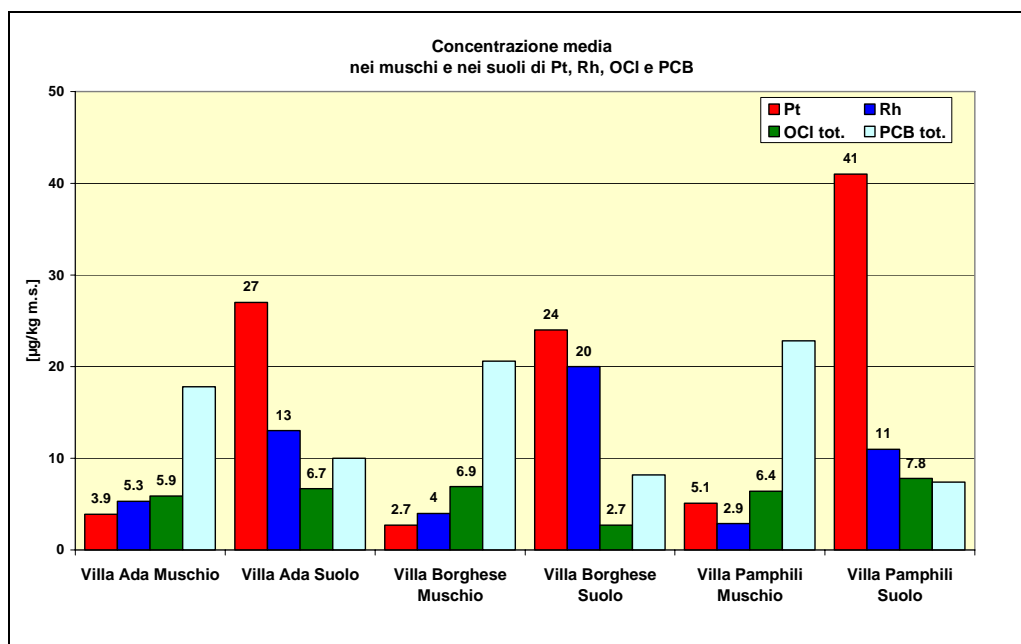


Figura 11. Valori medi di concentrazione per Pt, Rh, OCl PCBs in muschi e suoli

Organoclorurati (Pesticidi totali)

Premesso che molto scarsi sono i dati di letteratura in merito alla presenza di tali composti nei suoli non trattati (non agricoli) e ancora più scarsi per quanto riguarda la presenza degli stessi nei muschi, i valori riscontrati nei suoli delle tre ville romane in studio sono in linea con quanto riportato in alcuni lavori scientifici. In fatti in uno studio condotto in Cina nella Regione del Taihu Lake sono stati riscontrati valori di concentrazione compresi tra 0,3 e 5,3 µg/kg nello strato superficiale di suolo (0-15 cm), mentre concentrazioni comprese tra 0,5 e 4,0 µg/kg nello strato più profondo (16-30 cm) e 2,7 µg/kg alla profondità di 31-50 cm (Feng *et al.*, 2003).

In uno studio condotto negli Stati Uniti sui suoli agricoli dell'Alabama, è stata evidenziata presenza di residui di numerosi pesticidi con concentrazioni comprese in un intervallo molto ampio: da alcuni µg/kg fino a circa 1000 µg/kg. Sono stati ricercati anche i 2 isomeri del DDT (o,p'-DDT e p-p'-DDT), la cui concentrazione era compresa tra 0,20 µg/kg e 367 µg/kg (Harner *et al.*, 1999).

Ovviamente non è possibile confrontare i valori di pesticidi riscontrati nei suoli di parchi pubblici con quelli ad uso agricolo, tuttavia le concentrazioni di Organoclorurati (pesticidi totali) rinvenuti nei suoli dei 3 parchi in studio, compresi tra 2,7 µg/kg e 7,8 µg/kg sono confrontabili con quelli riscontrati nello strato superficiale di suoli della Regione del Taihu Lake della Cina.

Inoltre si osserva che ove venissero sommate le concentrazioni limite riportate nel D.L. 152 tabella 1 colonna A (siti ad uso verde pubblico), per i vari pesticidi ivi citati, si avrebbe una concentrazione limite di 100 µg/kg, pertanto ben superiore a quella riscontrata nei suoli dei parchi romani oggetto del presente studio.

Batteri

Per la caratterizzazione biochimica del suolo, le analisi relative alle diverse stazioni di prelievo comprese nella stessa villa, sono state mantenute come repliche separate tra loro, in quanto i risultati ottenuti non sempre sono tra loro del tutto concordanti.

In tabella 3 vengono riportate alcune caratteristiche chimiche e fisiche dei suoli in studio.

I valori di ritenzione idrica presentano un andamento crescente passando dai campioni di Villa Pamphili a quelli di Villa Borghese ed infine a quelli di Villa Ada. Non sono state riscontrate forti differenze tra le diverse stazioni all'interno della stessa Villa.

I valori di carbonio organico totale sono piuttosto elevati, ad eccezione dei campioni di Villa Pamphili e della stazione 1 di Villa Borghese. Da osservare il valore eccessivamente alto di carbonio organico rilevato nella stazione 1 di Villa Ada. Tale valore può far supporre un campionamento del suolo non effettuato in modo del tutto corretto. Si potrebbe pensare, infatti, che accidentalmente sia stato prelevato in parte anche lo strato organico superficiale presente come lettiera.

I valori del carbonio microbico si presentano non molto elevati nelle stazioni 1 di Villa Borghese e Villa Pamphili, mentre sono decisamente al disopra della norma nelle 3 stazioni di Villa Ada.

Valori troppo elevati del rapporto carbonio microbico su carbonio organico (C_{mic}/C_{org}), come riscontrato nelle stazioni 2 e 3 di Villa Ada e nella stazione 3 di Villa Pamphili, o troppo bassi dello stesso rapporto, come nelle stazioni 1 e 3 (vialetto) di Villa Pamphili, nella stazione 3 di Villa Borghese e nella stazione 1 di Villa Ada, indicano una situazione che si allontana dallo stato di equilibrio del sistema. Tale equilibrio ad esempio potrebbe essere ipotizzato per i valori delle stazioni 1, 2, e 4 di Villa Borghese e delle stazione 2 di Villa Pamphili.

La determinazione della respirazione del suolo generalmente è considerato il parametro più adatto per lo studio dell'attività microbiologica del terreno, i relativi risultati sono riportati in tabella 4 e in tabella 5.

Tabella 3. Parametri fisici e chimici dei suoli

Sito campionamento	Ritenzione idrica –33kPa (1)	U (2)	S.O. (3)	C _{org} (4)
Borghese St.1	31,1	5,12	2,48	1,44
Borghese St.2	40,1	5,92	10,73	6,23
Borghese St.3	45,7	7,07	15,00	8,70
Borghese St.4	37,7	6,34	9,48	5,50
Doria P.St. 1	28,0	5,63	3,19	1,85
Pamphili St. 2	29,7	5,99	3,21	1,86
Pamphili St. 3 (vialetto)	36,2	6,04	5,53	3,21
Pamphili St. 3	28,3	5,61	4,39	2,55
Ada St.1	58,1	9,50	32,08	18,61
Ada St.2	44,3	6,97	11,96	6,94
Ada St.3	37,7	6,66	8,60	4,99

(1) % H₂O per 100 g suolo secco in stufa a 105°C; (2) % umidità a 105°C; (3) % Sostanza Organica; (4) % Carbonio Organico Totale

Tabella 4. Parametri di attività della biomassa dei suoli

Sito campionamento	C ₁ (1)	C ₂₇ (2)	C _{mic} (3)	q(CO ₂) (10 ⁻³) (4)	C _{mic} :C _{org} (5)
Borghese St.1	99,9	19,0	158,9	4,97	1,11
Borghese St.2	266,5	48,1	901,0	2,23	1,45
Borghese St.3	251,7	34,2	695,4	2,05	0,80
Borghese St.4	221,6	34,3	672,4	2,12	1,22
Pamphili St. 1	29,2	4,8	92,4	2,15	0,50
Pamphili St. 2	100,8	13,7	225,7	2,53	1,21
Pamphili St. 3 (vialetto)	150,7	23,0	299,4	3,20	0,93
Ada St.1	101,7	14,0	477,1	1,22	1,87
Ada St.2	213,4	67,3	1433,1	1,96	0,77
Ada St.3	318,5	52,9	1424,0	1,55	2,05
Ada St.3	199,2	36,0	913,9	1,64	1,83

(1) mg C/giorno/kg di suolo prodotto dalla biomassa microbica durante il primo giorno di respirazione; (2) respirazione basale della biomassa microbica espressa in mg C/giorno/kg di suolo; (3) mg C/kg suolo, carbonio della biomassa microbica; (4) (mg C-CO₂/mg C_{mic} x kg suolo)/ora, quoziente metabolico; (5) % di carbonio microbico rispetto al carbonio organico totale

Tabella 5. Parametri cinetici dell'attività della biomassa microbica dei suoli

Sito campionamento	C _t (1)	qM (2)	C ₀ (3)	k (4)	R ² (5)
Borghese St.1	678,1	4,72	688,3	0,094	97,52
Borghese St.2	1882,5	3,02	2061,8	0,076	98,14
Borghese St.3	1445,5	1,66	1426,9	0,108	96,53
Borghese St.4	1327,4	2,41	1352,6	0,094	96,93
Pamphili St. 1	245,6	1,33	272,7	0,078	99,6
St. 2	594,6	3,19	594,6	0,105	97,38
Pamphili St. 3 (vialetto)	941,9	2,94	962,5	0,094	97,25
Ada St.1	657,0	2,58	671,9	0,098	97,81
Ada St.2	2002,5	1,08	2623,5	0,048	98,58
Ada St.3	2243,5	3,23	2457,9	0,078	98,64
Ada St.3	1330,9	2,67	1427,3	0,079	97,64

(1) mg C/kg suolo – valore cumulativo del carbonio mineralizzato durante il periodo di 27 giorni di respirazione; (2) % – quoziente metabolico; (3) mg C kg⁻¹ suolo – carbonio potenzialmente mineralizzabile; (4) 1/giorni – costante cinetica di mineralizzazione; (5) significatività della correlazione fra i valori osservati ed i valori individuati dalla cinetica di primo ordine utilizzata nel modello: $C_t = C_0 (1 - e^{-kt})$

Inoltre i coefficienti di mineralizzazione del carbonio organico C₀ e k, calcolati dall'espressione $C_t = C_0 * (1 - e^{-kt})$ rendono più chiara la descrizione dello stato dei suoli dei sistemi naturali. I valori delle costanti cinetiche di mineralizzazione (k) descrivono la velocità dei processi di mineralizzazione della sostanza organica (1/giorni). Il tasso di mineralizzazione della

sostanza organica nei diversi campioni di suolo, ottenuto dalle curve cinetiche di respirazione, mostra una certa difficoltà da parte dei microrganismi ad attaccare la frazione mineralizzabile della sostanza organica, laddove i valori di k sono più bassi come nel caso della stazione 1 di Villa Ada. D'altra parte, valori elevati di k definiscono in genere siti disturbati caratterizzati da perdita di sostanza organica, come per le stazioni 1, 3 e 4 di Villa Borghese e delle stazioni 2, 3 (vialetto) e 3 di Villa Pamphili. Esplicativo per la valutazione degli effetti degli inquinanti è il quoziente metabolico (qCO_2), il quale presenta valori elevati quando la biomassa microbica è stressata da condizioni climatiche avverse o da inquinanti come per la stazione 1 di Villa Borghese e la stazione 3 (vialetto) di Villa Pamphili. Al contrario i valori bassi di qCO_2 sono tipici di quei siti in cui la biomassa microbica è in grado di mantenere un equilibrio metabolico dei sistemi più maturi come nelle tre stazioni di Villa Ada. Infine, per quanto riguarda i valori del quoziente di mineralizzazione (qM), che rappresenta l'effettiva attività microbica rispetto al substrato presente si nota una scarsa attività nella stazione 1 di Villa Pamphili e nella stazione 3 di Villa Borghese.

Conclusioni

Lo studio di monitoraggio eseguito in tre parchi romani, ha permesso di ottenere una prima lettura circa la distribuzione spaziale e il livello di concentrazione di numerosi elementi/composti notoriamente dannosi per la salute dell'uomo e valutare, in abbinamento con lo studio dei batteri, parte dello "stato di salute" dei suoli.

La distribuzione degli elementi indagati nei muschi e nei suoli presenta, lungo i transetti considerati, un andamento che potrebbe essere definito costante, la vicinanza delle strade e il traffico veicolare sembrano non influire in modo significativo sulla quantità delle deposizioni e quindi sulla concentrazione.

L'origine delle deposizioni è risultata per Cd e Zn parzialmente influenzata dalle attività dell'uomo. Destano preoccupazione i valori di concentrazione per Pb, Hg e Zn nei suoli e per gli ultimi due elementi anche nei muschi.

Per le sostanze organiche indagate (IPA, PCBs e OrganoClorurati), i valori sono simili a quanto riscontrato in aree ad elevata antropizzazione.

Dal punto di vista dell'attività microbica del suolo si può affermare che la situazione relativa alle stazioni approntate nelle tre Ville di Roma presenta, in modo non omogeneo, una situazione di disturbo in quanto risentono in più punti dell'attività antropica rappresentata dalla vicinanza di strade urbane e dalle relative ricadute di contaminanti. L'impiego di suoli e di muschio ha permesso di ottenere una prima serie di dati, che sarebbe interessante estendere, prendendo in considerazione molte più aree della città di Roma e aree di altre città italiane ed europee, al fine di poter valutare parte della qualità dell'ambiente urbano. Il monitoraggio andrebbe inoltre, ripetuto negli anni a venire per permettere di identificare gli andamenti nel tempo della concentrazione degli elementi/composti indagati. Sarebbe auspicabile estendere l'indagine anche dal punto di vista della biodiversità presente nei suoli. Tali dati, nel loro insieme, permetterebbero agli amministratori una più corretta e completa gestione dei parchi che andrebbe a vantaggio della salute dei cittadini.

Bibliografia

Agnorelli, C., Monaci, F., Bravi, F. e Bargagli, R. (2001). Il biomonitoraggio delle deposizioni atmosferiche di elementi in tracce mediante muschi. In: L'utilizzo delle briofite nel monitoraggio ambientale: stato della ricerca in Italia. Cenci, R.M. e Aleffi, M. (Ed.), EUR 19817 IT, 2-17.

Anderson, T.H. and Domsch, K.H. (1989). Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soil. *Soil Biol. Biochem.* **21**, 471-479.

Anderson, T.H. and Domsch, K.H. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 393-395.

Angelone, M., Teofili, C. and Dowgiallo, G. (1995). Lead and cadmium distribution in urban soil and plants in the city of Rome: a preliminary study. In the Proceeding of the Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Paris, 15-19 May 1995.

Angelone, M., Armiento, G., Cinti, R., Somma, R. and Trocciola, A. (2002) Platinum and Heavy metal concentration levels in urban soils of Naples (Italy). *Fresenius Envir. Bull.* **8**, 432-436.

Backe, C., Cousins, I.T. and Larsson, P. (2004). PCB in soils and estimated soil-air exchange fluxes of selected PCB congeners in the south of Sweden. *Environmental Pollution.* **128**, 59-72.

Bargagli, R., Brown, D.H. and Nelli, L. (1995). Metal biomonitoring with mosses: procedures for correcting for soil contamination. *Environ. Pollut.* **89**, 169-175.

Berg, T. and Steinnes, H. (1997). Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values. *Environmental Pollution.* **98**, 61-71.

Borghini, F., Grimalt, J. O., Sanchez-Hernandez, J. C., and Bargagli, R. (2005) Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica) *Chemosphere.* **58**, (3), 271-278.

Caballeira, A., Couto, J.A. and Fernandez, J.A. (2002). Estimation of background levels of various elements in terrestrial mosses from Galicia NW Spain). *Water Air Soil Pollut.* **133**, 235-252.

Carey, A.E., Gowen, J.A., Forchard, T. J. and Wiersma, G. B. (1980). Heavy metal concentrations in soils of live United States cities. Urban Soils Monitoring Program. *Pestic. Monit. J.* **13**, 150-154.

Čeburnis, D. and Valiulis, D. (1996). Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *Sci. Total Environ.* **226**, 247-253.

Cenci, R.M., Paracchini, L., Papucci, C., Benco, C., Palmieri F. e Neri, R. (1995). Muschi e suoli per il controllo della contaminazione ambientale da metalli. *La Città e l'ENEL Comune Della Spezia*. 93-120.

Cenci, R. M., (1999). L'utilizzo di muschi indigeni e trapiantati per valutare in micro e macro aree le ricadute al suolo di elementi in tracce: proposte metodologiche. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente. Biomonitoraggio della qualità dell'aria sul territorio nazionale. Serie Atti, **2**, 241-263.

Cenci, R.M., Leva, F., Geronimi, A., Dapiaggi, M., Bergonzoni, M., Barbero, P. e Toussaint, N. (2000). Pioatica (RE) landfill: heavy metal depositions evaluated using transplanted mosses. *SIDISA 2000 International Symposium on Sanitary an Environmental Engineering*. **3**, 199-203.

Cenci, R.M., Leva, F., Fornasier, F., Cantone, P., Dabergami, D., Sena, F., Menchini G. e Matcovich, P. (2001). Valutazione delle ricadute di elementi in tracce nella provincia di Gorizia mediante l'utilizzo di suoli e muschi. *Inquinamento*. Anno XLIII. **33**, 44-51 pp.

Cenci, R.M., Barbieri, M., Bidoglio, G., Bo, F., Corace, C., Cocheo, V., Contini, S., Dabergami, D., D'Alberti, F., D'Alessandro, M., De Saeger, E., Di Nicolantonio, S., Leita, L., Locoro, G., Leva, F., Mondini, C., Paracchini, B., Sena, F., Skejo-Andresen, H., Stella, S., Trincerini P. e Umlauf, G. (2003). Monitoraggio ambientale antecedente l'entrata in funzione di un termodistruttore. (CD). EUR 20674 IT.

Cenci, R.M., Ferrarese, R., Trincerini, P., Dabergami D. e Zublena, M. Platino, Palladio, Rodio ed elementi in tracce in suoli e muschi della Valle D'Aosta. Convegno annuale Società Italiana Scienza del Suolo. Qualità del suolo, impatto antropico e qualità dei prodotti agricoli. Siena 9-12 Giugno 2003.

Cenci, R.M., Benedetti, A., Beccaloni, E., Stacul E. e Musmeci, L. (2004). Contaminanti organici e inorganici presenti in muschi e suoli urbani: i parchi della città di Roma. Convegno nazionale SISS. Suolo e dinamiche ambientali. Università degli Studi della Tuscia, Viterbo 22-25 Giugno 2004.

Cenci, R.M., Barbante, C., Bianchi, Lintelmann, M. J., Capodoglio, C., Cattaneo, G. e Zavettore, M. (2004). Transetti autostradali: elementi in traccia e contaminanti organici (IPA) valutati mediante muschi e suoli superficiali. Convegno nazionale SISS. Suolo e dinamiche ambientali. Università degli Studi della Tuscia, Viterbo 22-25 Giugno 2004

Cossa, D., Coquery M., Naklé K. et Caisse D. 2002. Dosage du mercure total et du monométhylmercure dans les organismes et les sédiments marins. Editions Ifremer France. 28 pp.

Delfanti, R., Papucci, C. and Benco, C. (1999). Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station. *Sci. Total Environ*. **227**, 49-56.

De Miguel, E., Jmenez de grado, M., Llamas, J.F., Martin-Dorado, A. and Mazadiego, L.F. (1998). The overlooked contribution of compost application to the trace elements load in the urban soil of Madrid (Spain). *Sci. Total Environ.* **215**, 113-122.

Farmer G. J., Eades L. J., Atkins H. and Chamberlain D.F. 2002. Historical trend in the Lead Isotopic Compositio of Archival Sphagnum Mosses from Scotland (1838-2000). *Environ. Sci. Technol.* **36**, 152-157 pp.

Farmer G. J., Eades L. J., Atkins H. and Chamberlain D.F. (2002). Historical trend in the Lead Isotopic Compositio of Archival Sphagnum Mosses from Scotland (1838-2000). *Environ. Sci. Technol.* **36**, 152-157 pp.

Fritsche, J. and Meisel, T. (2004). Determination of anthropogenic input of Ru, Rh, Pd, Re, Os, Ir, and Pt in soils along Austrian moterways by isotope dilution ICP-MS. *Sci. Total Environ.* **x**, y.

Harner, T., Wideman, J.L., Jantunen, L. M.M., Bidleman, T.F. and Parkhurst, W.J. (1999). Residues of organochlorine pesticides in Alabama soil. *Environmental Pollution.* **106**, 323-332.

Harmens, H., Norris, D. A., Koerber, G. R., Buse, A., Steinnes, E., Rühling, Å. (2007). Temporal trends in the concentration of arsenic, chromium, copper, iron, nickel, vanadium and zinc in mosses across Europe between 1990 and 2000. *Atmospheric Environment.* **41** (31), 6673-6687.

Galsomiès, L., Ayrault, S., Carrot, F., Deshamps, C. and Letrouit-Galinou, M.A. (2003). Interspecies calibration in mosses at regional scale. Heavy metal and trace elements results from Ile-de-France. *Atmospheric Environ.* **37**, 241-251.

Gerdol, R., Bragazza, L., Marchesini, R., Aber, R., Bonetti, L., Lorenzoni, G., Achilli, M., Buffoni, A., De Marco, N., Franchi, M., Pison, S., Giaquinta, S., Palmieri, F. and Spezzano, P. (2000). Monitoring of heavy metal deposition in Northem Italy by moss analysis. *Environ. Pollut.* **108**, 201-208.

Gerdol, R., Bragazza, L., Marchesini, R., Medici, A., Pedrini, P., Benedetti, S., Bovolenta, A. and Coppi, S. (2002). Use of moss (*Tortula muralis* Hedw.) for monitoring organic and inorganic pollution in urban and rural sites in Northern Italy. *Atmospheric Environ.* **36**, 4069-4075.

Giovani, C., Nimis, P.L., Bolognini, G., Padovani, R. and Usco, A. (1994). Bryophytes as indicators of radiocesium deposition in north-eastern Italy. *Sci. Total Environ.* **157**, 35-43.

Grimalt, J.O., van Drooge, B.L., Ribes, A., Vilanova, R.M. Fernandez, P. and Appleby, P. (2004). Persistent organochlorine compounds in soils and sediments of European high altitude mountain lakes. *Chemosphere.* **54**, 1549-1561.

K. Feng, B.Y. Yu, D.M. Ge, M.H. Wong, X.C. Wang, Z.H. Cao (2003). Organo-chlorine pesticide (DDT and HCH) residues in the Taihu Lake

Region and its movement in soil-water system. I. Field survey of DDT and HCH residues in ecosystem of the region. *Chemosphere*. **50**, 683-687.

Herpin, U. and Berlekamp, J. (1996). The distribution of heavy metals in a transect of the three states the Netherlands, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring. *Sci. Total Environ.* **187**, 185-198.

Himberg, K.K. and Pakarinen, P. (1994). Atmospheric PCBs deposition in Finland during 1970s and 1980s on the basis of concentration in ombrotrophic peat mosses (*Sphagnum*). *Chemosphere*. **29**, 431-440.

Hououbek, I., Korinek, P., Seda, Z., Schneiderova, E., Holoubkova, I., Palc, A., Triska, J., Cudlin, P. and Caslavsky, J. (2000). The use of mosses and pine needles to detect persistent organic pollutants at local and regional scales. *Environmental Pollution*. **109**, 283-292.

ITALIA (2006). Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale Parte IV, Titolo V, Bonidica dei siti contaminati". Supplemento Ordinario alla G.U. n. 88 del 14 aprile 2006.

Isermeyer, H. (1952). Eine einfache Methode sur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. *Z. Pflanzenernah Bodenk.* **56**, 26-38.

Kirchner, G. and Daillant, Q. (2002). The potential of lichens as long-term biomonitors of natural and artificial radionuclides. *Environmental Pollution*. **120** (1), 145-150.

Knulst, J.C., westling, H.O., Brorstrom-Lunden, F. (1995). Airborn organic micropollutant concentrations in mosses and humus as indicators for local versus long-range sources. *Environ. Monitoring Assessment*. **36**, 75-91.

Krauss, M. and Wilcke, W. (2003). Polychlorinate naphthalenes in urban soils: analysis, concentrations, and relation to other persistant organic pollutants. *Environmental Pollution*. **122**, 75-89.

Lim, T.B., Xu, R., Tan, B. and Obbard, J.P. (2006). Persistent organic pollutants in moss as bioindicators of atmospheric pollution in Singapore. *Chemosphere*. **64**, (4). 596-602.

Liu, X., Zhang, G., Jones, K. C., Li, X., Peng, X. and Qi, S. (2005). Compositional fractionation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum plumaeformae* WILS.) from the northern slope of Nanling Mountains, South China. *Atmospheric Environment*. **39**, (30). 5490-5499.

Markert, B. (Ed.) (1993). Plants as biomonitors/indicators for heavy metals in the terrestrial environment. VCH Publiscer, Weinheim, p. 640.

Markert, B., Herpin, U., Siewers, U. , Berlekamp, J. and Lieth, H. (1996) The German heavy metal survey by means mosses. *Sci. Total Environ.* **182**, 159-168.

Motelay-Massei, A., Ollivon, D., Garban, B., Teil, M.J., Blanchard, M. and Chevreuil, M. (2004). Distribution and spatial trends of PAHs and PCBs in soils in the Seine River basin, France. *Chemosphere*. **55**, 555-565.

Nam, J.J., Song, B.H., Eon, K.C., Lee, S.H. and Smith, A. (2003). Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea. *Chemosphere*. **50**, 1281-1289.

Olmez I., Gulovali M. C. and Gordon G. E. (1985). Trace element concentrations in lichens near a coal-fired power plant. *Atmos. Environ.* **19**, 56-63.

Ötvös, E., Pazmandi, I. And Tuba, Z. (2003). First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses. *Sci. Total Environ.* **157**, 35-43.

Ötvös, E., Kozák, I. O., Fekete, J., Sharma, V. K. and Tuba, Z. (2004). Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum cupressiforme*) in Hungary. *Science of The Total Environment*. **330**, (1-3). 89-99.

Pecchiari, M., Franchi, M. e Pison, E. (1998). Gortania. Atti del museo friulano di storia naturale. **20**, 119-131.

Pilegaard, K. (1979). Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cirrata* in the vicinity of Danish steelworks. *Water Air Soil Pollut.* **11**, 79-91.

Puckett, K.J. and Finegan, E.J. (1980). An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories. Canada. *Can. J. Bot.* **85**, 2073-2089.

Real, C., Fernández, J.A., Aboal, J.R. and Carballeira, A. Detection of pulses of atmospheric mercury deposition with extensive surveys and frequently sampled stations. (2008). A comparison *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **70**, (3), 392-399.

Richards L.A. and Fireman, M. (1943). Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. *Soil Sci.* **56**, 395-404.

Riffaldi, R., Saviozzi, A. and Levi-Minzi. R. (1996). Carbon mineralization kinetics as influenced by soil properties. *Biol. Fertil. Soils*. **22**, 293-298.

Ryszard, O. (2002). Multipoint moss passive samplers assessment of urban airborne polycyclic aromatic hydrocarbons: concentrations profile and distribution along Warsaw main streets. *Chemosphere*. **48**, 181-186.

Ross, H.B. (1990). On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water Air Soil Pollut.* **50**, 63-76.

Rüling, Å. and Tyler, G. (1968). An ecological approach to the lead problem. *Bot. Notiser*. **121**, 321-342.

Rüling, Å. and Tyler, G. (1970). Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) *Br. Et Sch. Oikos*. **21**, 92-97.

Rüling, Å. and Steinnes, H. (1998). Atmospheric heavy metal deposition in Europe 1995-1996. Nord Council of Ministers, Copenhagen (NORD 1998: 15).

Rüling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. and Steinnes, E. (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985. Nordic Council of Ministry. Copenhagen (NORD).

Rüling, Å. (ed.) (1994). Atmospheric heavy metal deposition in Europe. Nord Council of Ministers, Copenhagen (NORD 1994: 9).

Salvaggio Manta, D., Angelone, M., Berllanca, A., Neri, R. and Sprovieri, M. (2002). Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Sci. Total Environ.* **300**, 229-243.

Sequi, P. e De Nobili, M. (2000). Cap.VII – Carbonio Organico. In: P. Violante (Ed.) *Metodi di analisi chimica del suolo*, Collana diretta da P. Sequi Osservatorio Nazionale Pedologico, Ministero delle Politiche Agricole. Franco Angeli Ed.

Springer, U. and Klee, J. (1954). Prüfung der Leistungsfähigkeit von einigen wichtigeren Verfahren zur Bestimmung des Kohlenstoffs mittels Chromschwefelsäure sowie Vorschlag einer neuen Schnellmethode. *Z. Pflanzenernähr. Dang. Bodenk.* **64**.

Steinnes, E. and Njastad, O. (1993). Use of mosses and lichens for regional mapping of ¹³⁷Cs fallout from the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. **21**, 65-73.

Stotzky, G., Goos, R.D. and Timonin, M.I. (1962). *Microbial changes occurring in soil as a result of storage. Plant and Soil*. **16**, 1-18.

Tao, S., Cui, Y.H., Xu, F.L., Li, B.G., Cao, J., Liu, W.X., Schmitt, G., Wang, X.J., Shen, W.R., Qiung, B.P. and Sun, R. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin. *Sci. Total Environ.* **320**, 11-24.

Thomas, W. (1984). Statistical models for the accumulation of PHA, chlorinated hydrocarbon and trace metals in epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Water Air Soil Pollut.* **22**, 351-371.

Thoirnton, I. (1991). Metal contamination of soils in urban areas. In Bullock P. Gregory P.J. , editors. *Soils in the urban environment*. London, Blackwell, 47-75.

Torunn, B., Røyset, O., Steinnes, E. and Vadset, M. (1995). Atmospheric trace element deposition. Principal component analysis of ICP-MS data from moss samples. *Environmental Pollution*. **88**, 67-77.

Ugur, A., Özden, B., Sac, M.M. and Yener, G. (2003). Biomonitoring of ^{210}Po and ^{210}Pb using lichens and mosses around a uranium coal-fire power plant in western Turkey. *Atmospheric Environment*. **37**, 2237-2245.

UNECE ICP Vegetation. (2003). Heavy metals in European mosses. 2000-2001 survey. UNECE ICP Vegetation. 45.

Vance, E.D., Brookes, P.C. and Jenkinson, D.S. (1987). An extraction method for measuring microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-707.

Wiersma, G.B., Harmon, M.E. and Green, S.E. (1987). Elemental composition of *Hylocomium splendens* in Hoh Rainforest, Olympic National Park, Washington, USA. *Chemosphere*. **16**, 2631-2645.

Zdzisław, M., Galuszka, A. and Pasławski, P. (2002). Polynuclear aromatic hydrocarbons, phenols, and trace metals in selected profiles and plant bioindicators in the Holy Cross Mountains, South-Central Poland. *Environment International*. **28**, 303-313.

European Commission

EUR 23567 IT – Joint Research Centre

Title: Bioindicatori per valutare la qualità dei suoli di alcuni parchi della città di Roma

Authors: R. M. Cenci, D. Dabergami, E. Beccaloni, G. Ziemacki, A. Benedetti, L. Pompili, A. S. Mellina, M. Bianchi

Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

2008 – 36 – 21 x 29,7 cm

EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1018-5593

Catalogue number LB-NA-23567-IT-C

ISBN 978-92-79-10648-4

Abstract

Il presente studio è stato effettuato al fine di stimare parte della qualità ambientale in alcuni parchi della città di Roma. Per tale indagine sono stati utilizzati muschi, suoli superficiali raccolti nei parchi di Villa Borghese, Villa Ada e Villa Doria Pamphili.

Queste aree sono state scelte perché adiacenti a strade ad alto traffico veicolare. Complessivamente sono state approntate 11 stazioni di prelievo.

Sono state valutate le concentrazioni di metalli pesanti quali Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn, Pt e Rh in suoli e muschi, i valori ottenuti hanno permesso di osservare l'andamento spaziale e identificare l'origine delle ricadute degli elementi. In aggiunta su un campione composito di suolo per ogni "villa" è stata stimata la concentrazione di IPA, PCBs e Organoclorurati.

Per una indagine più approfondita sono stati altresì utilizzati indicatori microbiologici, biochimici e molecolari della qualità del suolo al fine di valutare l'effetto delle deposizioni al suolo di inquinanti presenti nell'aria nei confronti della popolazione microbica e dei cicli biogeochimici.

L'insieme dei dati ottenuti ha permesso di valutare parte dello stato di salute dei tre parchi romani; l'indagine andrebbe allargata sia agli altri parchi romani sia ai parchi di altre città italiane ed estere utilizzando la stessa metodica per una comparazione dei risultati e per conoscere la qualità dei parchi cittadini al fine di una corretta gestione.

Parole chiave: parchi, muschi, suoli, batteri, metalli pesanti, IPA, PCBs

The mission of the JRC is to provide customer-driven scientific and technical support for the conception, development, implementation and monitoring of EU policies. As a service of the European Commission, the JRC functions as a reference centre of science and technology for the Union. Close to the policy-making process, it serves the common interest of the Member States, while being independent of special interests, whether private or national.

